



ANÁLISIS DE LOS FACTORES QUE CONTRIBUYEN A LA TRANSICIÓN DE CUBIERTAS ARBUSTIVAS A FORESTALES EN EL NE DE LA PENÍNSULA IBÉRICA (PERÍODO 1987-2012)

Juan José Vidal-Macua¹, Miquel Ninyerola Casals², Alaitz Zabala Torres¹, Cristina Domingo-Marimon³, Xavier Pons Fernández¹

¹ Universitat Autònoma de Barcelona. Grupo de investigación Grumets. Departament de Geografia. Edificio B. 08193 Bellaterra, Barcelona. emails: juanjo.vidal@uab.cat, alaitz.zabala@uab.cat, xavier.pons@uab.cat

² Universitat Autònoma de Barcelona. Grupo de investigación Grumets. Dep Biología Animal, Vegetal i Ecología. Edificio C. 08193 Bellaterra, Barcelona. email: miquel.ninyerola@uab.cat

³ Centro de Investigación Ecológica y Aplicaciones Forestales (CREAF). 08193 Cerdanyola del Vallès, Barcelona. email: cristina.domingo@uab.cat

RESUMEN

La eficacia de la vegetación en la colonización del espacio depende de la influencia que los factores del medio tienen sobre las distintas especies. Analizar la sucesión o los patrones de cambio forestales puede ayudar a predecir nuevas situaciones y a definir protocolos más eficaces en la gestión del medio natural. Aquí presentamos algunos resultados de un estudio más amplio en el que se analiza la dinámica de la vegetación en la Península Ibérica. El ámbito del presente trabajo es el cuadrante noroccidental de la Península. El avance que presentamos se centra en la sucesión a estratos forestales de tres grupos de vegetación en función de una serie variables. Los patrones de cambio se han obtenido a partir de la clasificación de imágenes de satélite Landsat. Para determinar las variables más importantes y de qué manera éstas influyen en la dinámica de la vegetación, se ha empleado el método *Boosted Regression Trees*. La influencia de variables como la radiación solar y la recurrencia de sequías ha sido clave en la comparación entre diferentes transiciones. Especies mediterráneas y sub-mediterráneas del género *Quercus* se han mostrado tolerantes a la sequía mientras que se ha encontrado una asociación negativa entre las transiciones a coníferas y la recurrencia de sequías.

Palabras clave: dinámica de la vegetación; factores explicativos; sequía; *boosted regression trees*; coníferas; frondosas perennifolias; frondosas caducifolias

ABSTRACT

Precise knowledge of the factors driving vegetation dynamics is essential in order to understand the natural landscape configuration. Moreover, this information can be very useful for planning and management strategies. In this paper we present results of a broader study that aims to identify the conditions that drive succession stages and vegetation shifts in the Iberian Peninsula. The study area of the present work is located in the NE Peninsula. As a preliminary report, three vegetation transitions (to mature stages) have been analyzed by relating them to several variables. Land-covers were classified from three Landsat scenes for the period 1987-2012. Boosted regression trees were used to identify the most important variables and describe the relationships between the vegetation dynamics and key factors. Topography derived variables (such as solar radiation) and drought have been shown to be key factors when comparisons are made between vegetation groups. Successions from shrubland towards Mediterranean and sub-Mediterranean *Quercus spp.* forests are driven by drought tolerance, but under favorable topo-climatic conditions of water availability. In contrast, shifts to conifers species take place at sites with less drought severity.

Keywords: vegetation dynamics; driving factors; drought; boosted regression trees; conifer species; broadleaf evergreen species; broadleaf deciduous species

1. INTRODUCCIÓN

En las montañas mediterráneas de la Península Ibérica la sucesión ecológica de la vegetación ha progresado tras el abandono general de las actividades tradicionales (García-Ruiz 1990, Lasanta-Martínez et al 2005).

La actividad del hombre y su gestión del territorio han sido y siguen siendo determinantes importantes en la dinámica de la vegetación (Pino *et al* 2000, Lasanta-Martínez *et al* 2005). No obstante, otros factores han de tenerse en cuenta para entender mejor la colonización del espacio por parte de la vegetación y las transiciones forestales. El patrón espacial derivado de la topografía es un factor estructural que explica en gran parte la distribución de las comunidades vegetales. Las variables derivadas de la topografía, como la altitud, pendiente, radiación solar o la influencia de la topografía en los procesos hidrológicos, son algunas de las más utilizadas en el análisis de los patrones de la vegetación (Pons y Solé-Sugrañes 1994, Florinsky y Kuryakova 1996, Serra-Díaz *et al* 2011). El factor climático es bien conocido como determinante, y la dinámica del clima es responsable de la dinámica y transiciones entre especies en muchas partes del planeta (Kelly y Goulden 2008). En la Península Ibérica ha habido un considerable aumento de las temperaturas y una disminución de las precipitaciones durante las últimas décadas (López-Moreno *et al* 2010, El Kenawy *et al* 2012), lo que ha supuesto una intensificación de las sequías, especialmente en la franja mediterránea (IPCC 2007, Vicente-Serrano 2014). La respuesta de la vegetación a los fenómenos de sequía es una cuestión de creciente interés y en trabajos recientes se ha mostrado el efecto de la sequía en varias especies de la cuenca mediterránea y Europa (Pasho *et al* 2011, Carnicer *et al* 2011, Camarero *et al* 2011, Vilà-Cabrera *et al* 2013, Galiano *et al* 2013, Martínez-Vilalta y Lloret 2016). Algunas de estas especies se encuentran dentro de su límite más meridional en el ámbito mediterráneo, lo que explica su vulnerabilidad al incremento térmico (Andreu *et al* 2007, Sánchez-Salguero *et al* 2016). Su declive podría ser la causa de transiciones permanentes (Peñuelas y Boada 2003, Rigling *et al* 2013) y especies tolerantes a la sequía podrían pasar a ser dominantes en la composición de algunas comunidades vegetales.

En este Congreso presentamos resultados parciales pertenecientes a un proyecto que tiene como objetivo analizar la influencia de factores físicos, climáticos y humanos en la dinámica de la vegetación (sucesión ecológica y transiciones forestales) de la Península Ibérica, desde 1987 hasta 2012. El presente trabajo se centra en la sucesión desde estratos de matorral a etapas maduras (bosque) de coníferas, frondosas perennifolias y frondosas caducifolias. Se han incluido dos sub-periodos, 1987-2002 y 2002-2012, para tener en cuenta la variabilidad de factores humanos y climáticos. Para ello hemos seleccionado un ámbito representativo de la Península Ibérica teniendo en cuenta su contexto climático y rango topográfico. La importancia de los factores y cómo éstos influyen en los cambios de vegetación ha sido analizada mediante *boosted regression trees* (BRT) (Friedman 2002, Hastie *et al* 2009). Los objetivos principales del presente trabajo son los siguientes: 1) Identificar factores clave para la comparación entre tipos de transición; 2) Determinar si los fenómenos de sequía influyen en las transiciones de vegetación; y 3) Si la sequía tiene una influencia clara, determinar las interacciones más importantes con otros factores clave.

2. ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se corresponde con la escena 198-031 de la órbita del satélite Landsat (Figura 1). Se trata de un ámbito amplio y heterogéneo en cuanto a regiones biogeográficas (áreas alpinas, eurosiberianas y mediterráneas). El área se localiza en el noreste de España, influenciada por un clima mediterráneo en la costa y la Cordillera Costera Catalana y por un clima continental en la Plana de Lleida y los Pirineos.



Figura 1. Área de estudio

3. METODOLOGÍA

3.1. Obtención y filtrado de mapas de cubiertas del suelo

Los mapas de vegetación para los diferentes períodos de estudio se obtuvieron a partir de la clasificación de imágenes Landsat a 30 m de resolución, siguiendo la metodología descrita en Vidal-Macua *et al* (2017). En la validación de las clasificaciones mediante matrices de confusión el acierto global fue superior al 90% en las

tres fechas (1987, 2002 y 2012). Para evitar, en la medida de lo posible, la inclusión de píxeles mal clasificados en el análisis estadístico, las clasificaciones se filtraron utilizando un índice de confusión (Burrough *et al* 2000, Álvarez-Martínez *et al* 2010). El rango de valores de este índice es entre 0 y 1, de manera que valores cercanos a 1 indican una alta confusión entre, al menos, dos clases temáticas, y valores cercanos a 0 representan baja incertidumbre para un píxel clasificado. En nuestro caso utilizamos un umbral de 0.5, de tal forma que los píxeles clasificados con un índice de confusión por encima de este valor fueron excluidos. Dado que el trabajo se centra en la sucesión natural, también se eliminó a través de una máscara las áreas de repoblación forestal (extraídas de la base de datos SIOSE). Las áreas afectadas por incendios forestales en cada periodo (Generalitat de Catalunya 2016 y Gobierno de Aragón 2016) también fueron enmascaradas, ya que podrían inducir a interpretaciones incorrectas de la dinámica de la vegetación. Finalmente, las clasificaciones se cruzaron para obtener los 3 tipos de transición desde matorral (Tabla 1) para los períodos 1987-2012, 1987-2002 y 2002-2012. Por lo tanto, estas transiciones representan los 3 modelos BRT que finalmente se ejecutarían para cada periodo.

Tabla 1. Tipos de transición

<u>Cubierta de vegetación inicial</u>	<u>Cubierta de cambio</u>	<u>Código</u>
De matorral a	Bosque de coníferas	1. MTR-CNF
	Bosque de frondosas perennifolias	2. MTR-FDP
	Bosque de frondosas caducifolias	3. MTR-FDC

3.2. Procedimiento de muestreo

Los cambios de cubierta del suelo fueron considerados como eventos de ausencia/presencia de cambio. Las áreas donde la cubierta inicial permanecía estable entre dos fechas fueron tratadas como ausencias, y aquellas donde había un cambio de cubierta como presencias. Una vez establecidas las áreas de cambio y de no-cambio, se realizó un muestreo aleatorio seleccionando 3000 puntos al azar por tipo de evento con una distancia mínima de 250 m entre cada punto. Finalmente, de cada modelo, el 75% de las muestras se destinó a la fase ajuste del modelo BRT (fase de entrenamiento) y el 25% de las muestras para la fase de validación.

3.3. Variables explicativas

Se seleccionaron una serie de variables (Tabla 2) para incluirlas como factores explicativos en los modelos.

Tabla 2. Variables explicativas

Código	Descripción	Unidades	Fuente
Altitud	Altitud	Metros	
Pendiente	Pendiente	Grados	
Curv	Curvatura general del terreno	Adimensional	MDE a 10m
Pf_Curv	Curvatura de perfil del terreno, en la dirección de la pendiente	Adimensional	de resolución a
Pl_Curv	Curvatura planar del terreno, perpendicular a la dirección de la pendiente	Adimensional	partir de hojas
VRM	Rugosidad del terreno basada en el índice VRM (Sappington <i>et al</i> 2007)	Adimensional	1:5000 del
TWI	Índice topográfico de humedad (Kopecký y Čížková 2010)	Adimensional	PNOA
RSol_Inv	Radiación solar de invierno (Pons y Ninyerola 2008)	10 kJ·m ⁻² ·día ⁻¹	
RSol_Ver	Radiación solar de verano (Pons y Ninyerola 2008)	10 kJ·m ⁻² ·día ⁻¹	
Viento	Velocidad media del viento	Metros / seg	CENER
Litología	Litología en categorías: ácida, básica o mixta	Categóricas	ICGC y IGME
Dist_UrbA	Distancia euclíadiana a las áreas urbanas	Metros	Mapa de
Dist_SecCar	Distancia euclíadiana a carreteras secundarias	Metros	infraestructuras
Dist_PriCar	Distancia euclíadiana a carreteras principales	Metros	y análisis SIG
PopDen	Densidad de población media para cada periodo de análisis	Habitantes / km ²	
PopDin	Dinámica de la población según aumento del 50%, 100%, o descenso superior al 33%	Categóricas	
U_Gan	Unidades ganaderas (ovino, bovino, caprino y equino) en 1987, 1999 y 2009	Unidades ganaderas	INE
Ejemplo: S6_80_02_5	Cada variable de sequía está codificada de la siguiente forma: - "S6": Los primeros dos dígitos indican la escala temporal del SPEI (6 o 24) - "80_02": El rango de años sobre el que se ha calculado la recurrencia de sequías (ejemplo: 1980-2002) - "5": El último número indica si la duración de la sequía es de, como mínimo, 4,5,7 u 8 meses seguidos	Recurrencia de la sequías: número de eventos de sequía con dicha duración	Atlas Climático Digital de la Península Ibérica, y Domingo-Marimon (2016)

Mención especial merecen las variables que cuantifican la recurrencia de las sequías. Para tal fin, se generó una serie de indicadores a partir de una conjunto de mapas del índice SPEI a 100 m de resolución (Domingo-Marimon 2016). El SPEI (Vicente-Serrano *et al* 2010a), es un índice basado en la precipitación y la temperatura media que cuantifica el déficit hídrico para múltiples escalas de tiempo. Por un lado, se generó un conjunto de variables a partir de índices SPEI a una escala temporal de 6 meses, como indicativas de las condiciones de humedad a medio plazo. Y por otro lado, se generó un segundo conjunto de variables utilizando SPEIs a una escala temporal de 24 meses, como indicativas de las condiciones de humedad a largo plazo. El análisis de recurrencia de sequías se inició en 1980, y se hizo contabilizando el número de episodios de sequía (SPEI = < -1) según su prolongación durante, como mínimo, los 4, 5, 7 u 8 meses siguientes (como condiciones representativas que causan efectos nocivos).

Para eliminar variables correlacionadas y reducir tiempos de procesamiento se realizó un análisis de colinealidad utilizando la aproximación denominada *Variance Inflation Factor* (VIF) (Zuur *et al* 2009).

3.4. Análisis de datos

Para identificar las variables más importantes y cuantificar su influencia en las transiciones de vegetación se utilizó *boosted regression trees* (BRT), técnica también conocida como *stochastic gradient boosting* (Friedman 2002). BRT es una método *machine learning* basado en árboles de decisión combinados con la técnica *boosting* (Hastie *et al* 2009). Mediante BRT, cientos o miles de árboles de decisión se ajustan de manera secuencial y progresiva. Con el algoritmo *boosting*, cada árbol nuevo se genera usando una fracción aleatoria de las observaciones y un subconjunto distinto de variables explicativas. Los árboles no se ajustan de forma individual, sino de manera aditiva, ya que cada nuevo árbol es ajustado sobre los residuales del árbol anterior (Friedman 2002, Hastie *et al* 2009).

Los parámetros principales que controlan los modelos BRT son: 1) Complejidad de árbol, que es el número de subdivisiones o puntos de corte permitido en cada árbol (que subdividen el rango de valores de las variables), y que a su vez se relaciona con el número de variables que interactúan entre sí; 2) Tasa de aprendizaje, que es un valor que actúa como las técnicas *shrinkage* en otros modelos lineales (Hastie *et al* 2009), es decir, escalando la contribución de cada nuevo término (de cada árbol nuevo en este caso) en el modelo aditivo mediante un factor de ponderación entre 0 y 1; y 3) Número óptimo de árboles para generar el modelo aditivo completo (entre cientos y miles), que dependerá en gran parte de los dos parámetros anteriores. Generalmente, tasas de aprendizaje bajas, entre 0.001 y 0.01, favorecen la adición de árboles más complejos (Elith *et al* 2008, Hastie *et al* 2009). La finalidad es encontrar una combinación de parámetros óptima que evite el sobreajuste del modelo, reduciendo así la varianza en los resultados, y obtener un buen porcentaje de acierto tanto con las observaciones de entrenamiento como con las de validación. En este trabajo se generó un modelo para todas las combinaciones posibles entre las tasas de aprendizaje 0.001, 0.0025, 0.005, 0.01, 0.015 y 0.03, y complejidades de árbol de 1 a 6, lo que significa que se evaluaron un total de 36 modelos en cada transición de vegetación. Para cada uno de estos modelos el número óptimo de árboles se identificó mediante validación cruzada (*10-fold cross-validation*).

El rendimiento predictivo de cada modelo se analizó mediante su desviación estadística (*deviance loss function*) (Friedman 2002, Elith *et al* 2008, Hastie *et al* 2009). Se calculó la desviación estadística en el conjunto de observaciones de test para los 36 modelos y el modelo con menor desviación se seleccionó para interpretar los resultados. Adicionalmente, los resultados se analizaron utilizando la curva ROC (*Receiver Operating Characteristics*) y calculando su valor AUC (*Area Under de Curve*) (Hanley y McNeil 1982).

La importancia de cada variable en BRT es estimada contabilizando su contribución en el modelo aditivo (Friedman 2002, Hastie *et al* 2009). Para la interpretación de resultados se han utilizado los gráficos de dependencia parcial. Éstos son una salida gráfica del modelo mostrando la relación entre la variable respuesta y una variable explicativa después de haber tenido en cuenta la contribución promedio del resto de variables explicativas (Friedman 2001). Así mismo, se identificaron interacciones importantes entre variables (Elith *et al* 2008).

Los resultados iniciales mostraron a la altitud como la variable que más notablemente contribuía en la mayoría de los modelos, por lo que en cada transición de vegetación decidimos incorporar un modelo adicional que no incluyese esta variable. La altitud puede interpretarse como una variable climática dado que introduce un

gradiente de temperatura y precipitación. Asumimos que las variables que interactúan con la altitud tienen más probabilidad de ser seleccionadas como contribuyentes importantes, de modo que el hecho de no incluirla permite tener en cuenta otros esquemas de interacción entre variables.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En general todos los modelos muestran un buen rendimiento en cuanto a predicción, con un valor medio de AUC=0.90. Los gráficos de dependencia parcial de los modelos que no incluyen la variable altitud pueden consultarse en la figura A1 del Anexo, donde se muestran las 6 primeras variables por orden de importancia. En general, las variables derivadas de la topografía, la velocidad del viento y las relacionadas con la recurrencia de sequías muestran los patrones más claros, por lo que el presente trabajo se centra en dichas variables a la hora de establecer comparaciones entre tipos de transición.

Se han seleccionado las siguientes variables derivadas de la topografía para establecer comparaciones entre transiciones (Figura 2): altitud, pendiente, radiación solar, VRM e índice topográfico de humedad (TWI). En relación a la altitud, los patrones encontrados se corresponden con la zonación altitudinal de la vegetación. Las coníferas mediterráneas son más dinámicas en los pisos termo y meso-mediterráneos (por debajo de los 500-600 m), y las coníferas eurosiberianas por encima del piso montano inferior (1400-1500 m). En cambio, la probabilidad de transiciones a frondosas es mayor desde el piso supra-mediterráneo (a partir 600-700 m), ascendiendo las frondosas caducifolias hasta el piso montano superior (1700-1800 m). En cuanto a la pendiente, las frondosas, especialmente las caducifolias, están más adaptadas a pendientes pronunciadas. Las zonas con menor radiación solar son las más adecuadas en todos los cambios, siendo las transiciones a frondosas más probables con niveles bajos de radiación solar. Las sucesiones a coníferas (MTR-CNF) parecen ser más tolerantes a niveles altos de radiación solar, hecho que puede explicarse por el carácter heliófilo de los pinos (Blanco *et al* 1997, Broncano *et al* 1998). Las transiciones de matorral a formaciones maduras de frondosas son más dependientes de la humedad en el suelo (TWI), especialmente en el caso de las caducifolias (MTR-FDC). Es razonable pensar que estas etapas de desarrollo son más vulnerables a la disponibilidad de agua en el suelo, controlada, entre otros factores, por la radiación solar y el TWI. Estos resultados están en la línea de otros que destacan la susceptibilidad de plantas jóvenes de *Quercus spp.* y *Pinus sylvestris* a tasas elevadas de evapotranspiración en claros de bosque y espacios abiertos (Espelta *et al* 1995, Benayas 1998, Castro *et al* 2004). En cuanto a la rugosidad del terreno (VRM) los patrones son menos definidos, aunque se aprecia una mayor vulnerabilidad conforme aumenta la rugosidad. Finalmente, nuestros resultados sugieren que las frondosas caducifolias tienden a progresar en zonas con vientos más suaves, mientras que las coníferas están más adaptadas a vientos intensos.

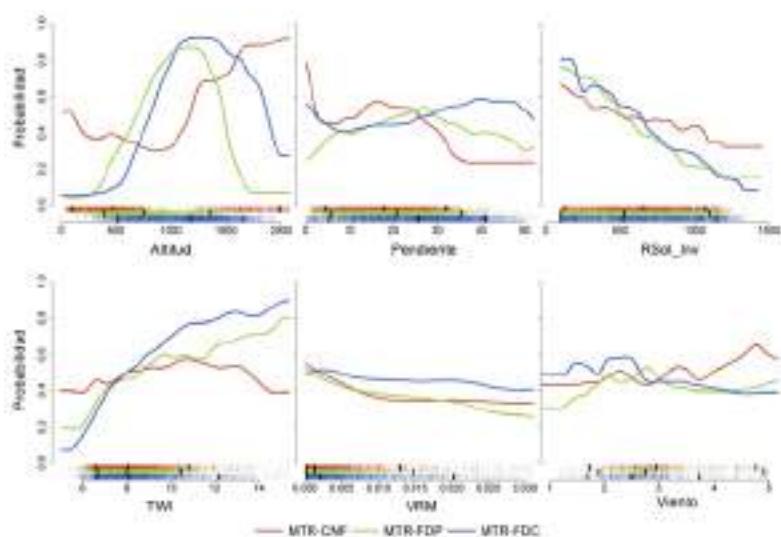


Figura 2. Gráficos de dependencia (modelos que incluyen variable altitud) a: altitud, pendiente, radiación solar (RSol_Inv), humedad en el suelo (TWI), rugosidad del terreno (VRM) y viento. La densidad de los eventos de presencia de cambio está representada por barras verticales de color sobre el eje de la X. Las marcas verticales de color negro indican los percentiles 0.05, 0.50 y 0.95

En cuanto a las variables de sequía, la recurrencia de eventos secos parece tener un efecto negativo en las transiciones a coníferas (MTR-CNF), las cuales son más probables en sitios afectados por, como máximo, un evento SPEI a escala temporal de 24 meses y 8 meses de duración (Figura A1). Esto es consistente con estudios sobre especies menos tolerantes a la sequía, como *Pinus halepensis* (Vicente-Serrano et al 2010b, Pasho et al 2011) y *Pinus sylvestris* (Vilà-Cabrera et al 2006, Andreu et al 2007). En cambio, el SPEI a escala temporal de 6 meses y 4-5 meses de duración tiene una influencia positiva en las transiciones a frondosas perennifolias (MTR-FDP) (Figura A1). Se han identificado importantes interacciones mostrando que, si bien las transiciones a frondosas perennifolias son más probables con la recurrencia de este tipo de sequía, las zonas más idóneas son aquellas con radiación solar baja y no afectadas por vientos fuertes (Figura 3). Estos resultados son coherentes con otros estudios sobre la tolerancia a la sequía de *Quercus ilex* (frondosa perennifolia) en sus etapas de crecimiento primario (Blanco et al 1997, Benayas 1998, Corcuera et al 2004), especialmente cuando la disponibilidad de agua en el suelo no es un factor limitante.

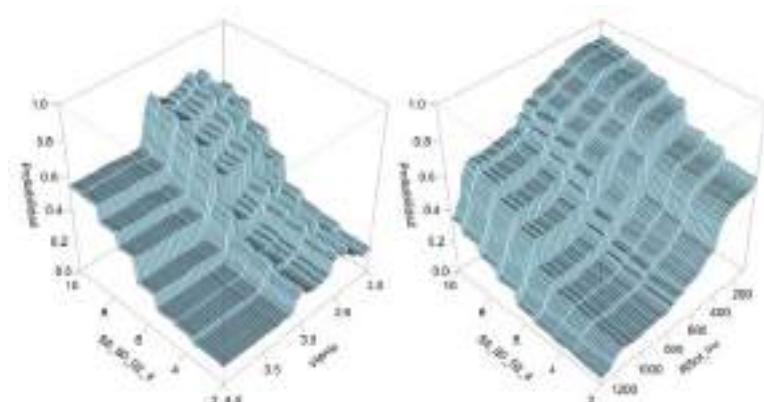


Figura 3. Interacción de la recurrencia de SPEIs a escala temporal de 6 meses y 4 meses duración con la velocidad del viento y la radiación solar (RSol_Inv). Sub-período 1987-2002. Transición a frondosas perennifolias (MTR-FDP)

Las variables de sequía también muestran una influencia positiva en las transiciones a frondosas caducifolias (MTR-FDC). Estas transiciones son más probables en aquellos lugares afectados recientemente (2007-2012) por, al menos, 1-2 eventos SPEIs a una escala temporal de 6 meses y 8 meses de duración, y por 2-3 eventos de 4 meses de duración (Figura A1). A partir de un análisis de distancia con SIG y el Mapa de Cubiertas del Suelo de Cataluña (2009) se identificó a las especies *Pinus sylvestris* y *Quercus pubescens* como las más próximas a los eventos de cambio (Tabla 3), por lo que es razonable esperar que en un paisaje forestal mixto, las especies más tolerantes a la sequía sean más dinámicas. *Quercus pubescens* es una especie caducifolia (marcescente) sub-mediterránea más adaptada a la sequía que *Pinus sylvestris* (conífera boreal), la cual se encuentra en la Península Ibérica en el límite meridional de su distribución. Esto explica la importancia de las variables de sequía en las transiciones MTR-FDC, lo que concuerda con otras investigaciones que indican que las plántulas del roble se benefician de las condiciones de sequía en bosques mixtos con *Pinus sylvestris* (Galiano et al 2010 y 2013, Rigling et al 2013). Las interacciones más importantes son de nuevo con variables que también pueden influir en la evaporación del agua suelo (ejemplo en la Figura 4: SPEI de 8 meses de duración).

Tabla 3. Distancia media (m) desde los eventos de presencia de cambio a las principales especies forestales en Cataluña. Referencia utilizada para el análisis de distancia: Mapa de Cubiertas del Suelo de Cataluña 1: 25000, año 2009

Transición	<i>P. halepensis</i>	<i>P. nigra</i>	<i>P. sylvestris</i>	<i>P. uncinata</i>	<i>Q. ilex</i>	<i>Q. faginea</i>	<i>Q. pubescens</i>	<i>Q. petraea</i>	<i>F. sylvatica</i>
MTR-CNF	3669.119	7433.210	11441.594	59977.458	2203.094	7837.136	4595.415	40550.512	42098.016
MTR-FDP	3598.659	2987.770	5989.219	39200.661	369.980	3629.773	3252.588	37549.673	25473.599
MTR-FDC	8151.830	5663.933	1368.680	10767.137	2811.314	8621.954	1468.382	15677.139	9027.405

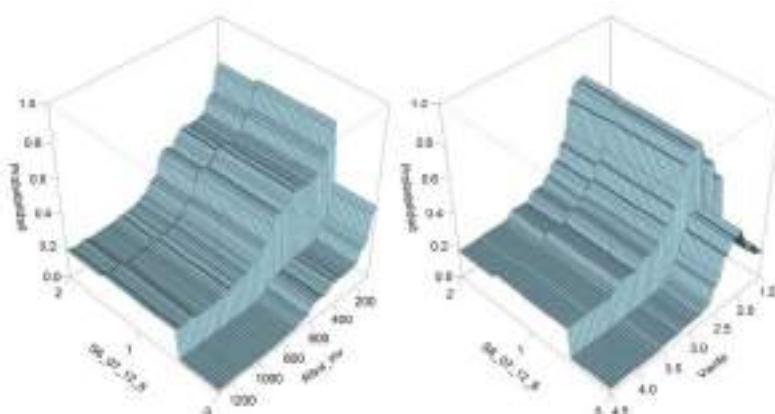


Figure 4. Interacción de la recurrencia de SPEIs a escala temporal de 6 meses y 8 meses duración con la radiación solar (RSol_Inv) y el viento. Sub-periodo 2002-2012. Transición a frondosas caducifolias (MTR-FDC)

5. CONCLUSIONES

En este estudio se han analizado transiciones de matorral a bosque, destacando el papel de factores como la radiación solar, el control de la topografía sobre la humedad del suelo y la tolerancia a la sequía para establecer comparaciones entre grupos de vegetación. En el presente trabajo no se han podido derivar interpretaciones robustas en relación a las estadísticas demográficas o la accesibilidad del paisaje (distancia a infraestructuras), por lo que entendemos que la complejidad en la interacción entre factores humanos no está adecuadamente representada por los datos actuales. No obstante, somos conscientes de que la gestión histórica del territorio ha tenido una clara influencia en la dinámica de la vegetación y que son necesarios estudios complementarios para cuantificar mejor la influencia de estos factores. Todas las transiciones de matorral a formaciones forestales se han mostrado vulnerables a valores altos de radiación solar, indicando que la evaporación del agua es un factor de control en dichas etapas de crecimiento. No obstante, las coníferas parecen mostrar más tolerancia a altos niveles de radiación solar y más vulnerables a niveles bajos. Del mismo modo, la disponibilidad de humedad en el suelo también favorece el desarrollo de plantas jóvenes, especialmente en las frondosas y en particular las caducifolias. En general, las frondosas están más adaptadas a pendientes pronunciadas. La influencia de la sequía se ha mostrado como un factor importante. Los patrones encontrados en respuesta a las variables de sequía han podido interpretarse de forma clara para determinar el efecto negativo o positivo de la recurrencia de eventos secos.

En los paisajes forestales mixtos de esta zona de la Península, las transiciones a especies mediterráneas y sub-mediterráneas del género *Quercus* son más probables con la recurrencia de sequías de medio-corto plazo. En cambio, las transiciones a coníferas han tenido lugar en aquellas zonas menos afectadas por la repetición de eventos secos (a una escala temporal de 24 meses). No obstante, la tolerancia a la sequía de especies como *Quercus ilex* y *Quercus pubescens* ha de contextualizarse teniendo en cuenta la interacción con otros factores que favorecen la disponibilidad de agua, tales como: niveles bajos de radiación solar, concentración de humedad en el suelo y velocidad baja del viento.

Los resultados de este trabajo y los derivados de nuevos análisis que presentaremos en próximas publicaciones (relacionados con las transiciones entre etapas forestales maduras), están en la línea de otros estudios que indican la vulnerabilidad de especies tales como *Pinus sylvestris* (Martínez-Vilalta y Piñol 2002, Galiano *et al* 2013, Vilà-Cabrera *et al* 2013, Sánchez-Salguero *et al* 2016), al incremento pronosticado de temperaturas (IPCC 2007). En el ámbito mediterráneo, las poblaciones de estas especies están en su límite meridional, el cual puede contraerse debido al incremento de las sequías. Esto puede dar lugar a la expansión de las especies mediterráneas y sub-mediterráneas del género *Quercus* y a un desplazamiento de su rango altitudinal (Peñuelas y Boada 2003, Vilà-Cabrera *et al* 2013, Rigling *et al* 2013). Bajo estas consideraciones, las transiciones analizadas en nuestro trabajo han de monitorizarse en futuros estudios para evaluar si se trata de transiciones temporales, estados de sucesión ecológica, o cambios de especie dominante consolidados a lo largo del tiempo.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez-Martínez J.M., Stoorvogel J.J., Suárez-Seoane S., de Luis-Calabuig E. (2010): 'Uncertainty analysis as a tool for refining land dynamics modelling on changing landscapes: a case study in a Spanish Natural Park'. *Landscape Ecology* 25(9): 1385-1404
- Andreu L., Gutiérrez E., Macías M., Ribas M., Bosch O., Camarero J.J. (2007): 'Climate increases regional tree-growth variability in Iberian pine forests'. *Global Change Biology* 13(4): 804-815
- Benayas J.M.R. (1998): 'Growth and survival in *Quercus ilex* L. seedlings after irrigation and artificial shading on Mediterranean set-aside agricultural land'. *Annales des Sciences Forestières* 55(7): 801-807
- Blanco E., Casado M.A., Costa M., Escribano R., García M., Génova M., Gómez F., Moreno J.C., Morla C., Regat P., Sáinz H. (1997): *Los Bosques Ibéricos, una interpretación geobotánica*. Planeta, Barcelona
- Burrough P.A., van Gaans P.F., MacMillan R.A. (2000): 'High-resolution landform classification using fuzzy k-means'. *Fuzzy Sets and Systems* 113(1): 37-52
- Camarero J.J., Bigler C., Linares J.C., Gil-Pelegriñ E. (2011): 'Synergistic effects of past historical logging and drought on the decline of Pyrenean silver fir forests'. *Forest Ecology and Management* 262(5): 759-769
- Carnicer J., Coll M., Ninyerola M., Pons X., Sánchez G., Peñuelas J. (2011): 'Widespread crown condition decline, food web disruption, and amplified tree mortality with increased climate change-type drought'. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108(4): 1474-1478
- Castro J., Zamora R., Hódar J.A., Gómez J.M. (2004): 'Seedling establishment of a boreal tree species (*Pinus sylvestris*) at its southernmost distribution limit: consequences of being in a marginal Mediterranean habitat'. *Journal of Ecology* 92(2): 266-277
- Corcuera L., Camarero J.J., Gil-Pelegriñ E. (2004): 'Effects of a severe drought on *Quercus ilex* radial growth and xylem anatomy'. *Trees* 18(1): 83-92
- Domingo-Marimon C. (2016): Contributions to the knowledge of the multitemporal spatial patterns of the Iberian Peninsula droughts from a Geographic Information Science perspective. Tesis doctoral. Universitat Autònoma de Barcelona
- El Kenawy A., López-Moreno J.I., Vicente-Serrano S.M. (2012): 'Trend and variability of surface air temperature in northeastern Spain (1920–2006): linkage to atmospheric circulation'. *Atmospheric Research* 106: 159-180
- Florinsky I.V., Kuryakova G.A. (1996): 'Influence of topography on some vegetation cover properties'. *Catena* 27(2): 123-141
- Friedman J.H. (2002) 'Stochastic gradient boosting'. *Computational Statistics y Data Analysis* 38(4): 367-378
- Galiano L., Martínez-Vilalta J., Lloret F. (2010): 'Drought-induced multifactor decline of Scots pine in the Pyrenees and potential vegetation change by the expansion of co-occurring oak species'. *Ecosystems* 13(7): 978-991
- Galiano L., Martínez-Vilalta J., Eugenio M., Granzow-de la Cerda I., Lloret F. (2013): 'Seedling emergence and growth of *Quercus* spp. following severe drought effects on a *Pinus sylvestris* canopy'. *Journal of Vegetation Science* 24(3): 580-588
- García-Ruiz J.M. (1990) *Geoecología de las Áreas de Montaña*. Geoforma Ediciones, Logroño
- Hastie T., Tibshirani R.I. (2009): *The elements of statistical learning: data mining, inference and prediction*. Springer, Berlin.
- Hanley J.A., McNeil B.J. (1982): 'The meaning and use of the area under a receiver operating characteristic (ROC) curve'. *Radiology* 143(1): 29-36

IPCC (2007): Climate change 2007: the physical science basis'. Contribution of Working Group I to the forth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge.

Kelly A.E., Goulden M.L. (2008): 'Rapid shifts in plant distribution with recent climate change'. Proceedings of the National Academy of Sciences 105(33): 11823-11826

Kopecký M., Čížková Š. (2010): 'Using topographic wetness index in vegetation ecology: does the algorithm matter?'. Applied Vegetation Science 13(4): 450-459

Lasanta-Martínez T., Vicente-Serrano S.M., Cuadrat-Prats J.M. (2005): 'Mountain Mediterranean landscape evolution caused by the abandonment of traditional primary activities: a study of the Spanish Central Pyrenees'. Applied Geography 25(1): 47-65

López-Moreno J.I., Vicente-Serrano S.M., Angulo-Martínez M., Beguería S., Kenawy A. (2010): 'Trends in daily precipitation on the northeastern Iberian Peninsula, 1955–2006'. International Journal of Climatology 30(7): 1026-1041

Martínez-Vilalta J., Piñol J. (2002): 'Drought-induced mortality and hydraulic architecture in pine populations of the NE Iberian Peninsula'. Forest Ecology and Management 161(1): 247-256

Martínez-Vilalta J., Lloret F. (2016): 'Drought-induced vegetation shifts in terrestrial ecosystems: The key role of regeneration dynamics'. Global and Planetary Change 144: 94-108

Pasho E., Camarero J.J., de Luis M., Vicente-Serrano S.M. (2011): 'Impacts of drought at different time scales on forest growth across a wide climatic gradient in north-eastern Spain'. Agricultural and Forest Meteorology 151(12): 1800-1811

Peñuelas J., Boada M. (2003): 'A global change-induced biome shift in the Montseny mountains (NE Spain)'. Global Change Biology 9(2): 131-140

Pino J., Rodà F., Ribas J., Pons X. (2000): 'Landscape structure and bird species richness: implications for conservation in rural areas between natural parks'. Landscape and Urban Planning 49(1): 35-48

Pons X., Solé-Sugrañes L. (1994): 'A simple radiometric correction model to improve automatic mapping of vegetation from multispectral satellite data'. Remote Sensing of Environment 48(2): 191-204

Pons X. y Ninyerola M. (2008): 'Mapping a topographic global solar radiation model implemented in a GIS and refined with ground data'. International Journal of Climatology 28(13): 1821-1834

Rigling A., Bigler C., Eilmann B., Feldmeyer-Christe E., Gimmi U., Ginzler C., Graf U., Mayer P., Vacchiano G., Weber P., Wohlgemuth T., Zweifel Z., Dobbertin M. (2013): 'Driving factors of a vegetation shift from Scots pine to pubescent oak in dry Alpine forests'. Global Change Biology 19(1): 229-240

Sánchez-Salguero R., Camarero J.J., Gutiérrez E., González-Rouco F., Gazol A., Sangüesa-Barreda G., Andreu-Hayles L., Linares J.C., Seftigen K. (2016): 'Assessing forest vulnerability to climate warming using a process-based model of tree growth: bad prospects for rear-edges'. Global Change Biology.

Sappington J.M., Longshore K.M., Thompson D.B. (2007): 'Quantifying landscape ruggedness for animal habitat analysis: a case study using bighorn sheep in the Mojave Desert'. Journal of Wildlife Management 71(5): 1419-1426

Serra-Díaz J.M., Cristobal J., Ninyerola M. (2011): 'A classification procedure for mapping topo-climatic conditions for strategic vegetation planning'. Environmental Modeling y Assessment 16(1): 77-89

Vicente-Serrano S.M., Beguería S., López-Moreno J.I. (2010a): 'A multiscalar drought index sensitive to global warming: the standardized precipitation evapotranspiration index'. Journal of Climate 23(7): 1696-1718

Vicente-Serrano S.M., Lasanta T., Gracia C. (2010b): 'Aridification determines changes in forest growth in *Pinus halepensis* forests under semiarid Mediterranean climate conditions'. Agricultural and Forest Meteorology 150(4): 614-628

Vicente-Serrano S.M., Lopez-Moreno J.I., Beguería S., Lorenzo-Lacruz J., Sanchez-Lorenzo A., García-Ruiz J.M., Azorín-Molina C., Morán-Tejeda E., Revuelto J., Trigo R., Coelho F., Espejo F. (2014): 'Evidence of increasing

drought severity caused by temperature rise in southern Europe'. Environmental Research Letters 9(4): 044001

Vidal-Macua J.J., Zabala A., Ninyerola M., Pons X. (2017): 'Developing spatially and thematically detailed backdated maps for land cover studies'. International Journal of Digital Earth 10(2): 175-206.

Vilà-Cabrera A., Martínez-Vilalta J., Galiano L., Retana J. (2013): 'Patterns of forest decline and regeneration across Scots pine populations'. Ecosystems 16(2): 323-335

ANEXO

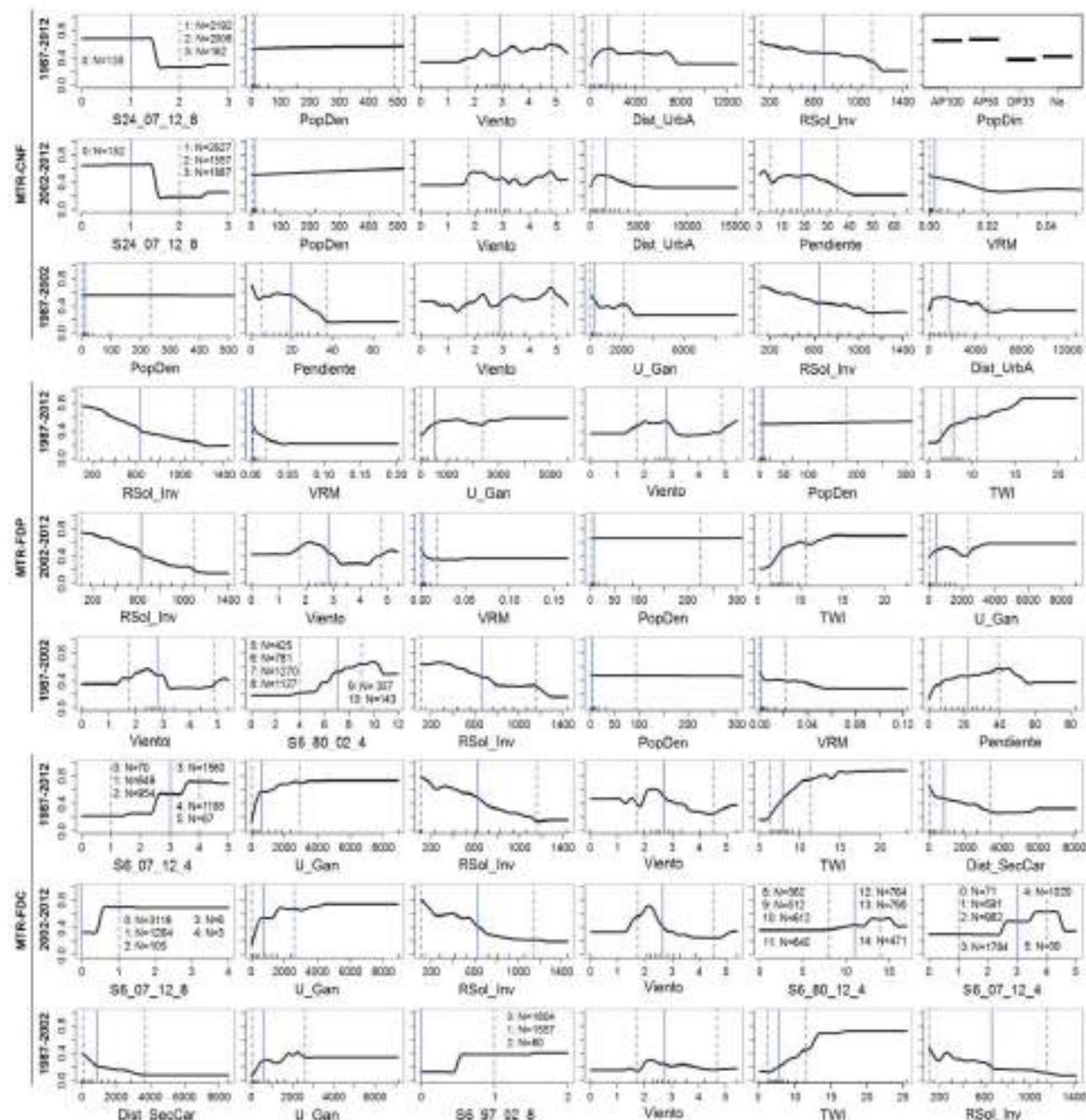


Figura A1. Gráficos de dependencia parcial para las seis primeras variables por orden de importancia. Modelos BRT que no incluyen la variable altitud. Eje de la Y: probabilidad. Líneas negras verticales sobre el eje de X: deciles en la distribución de valores de la variable. Líneas azules verticales: percentiles 0.05, 0.50 y 0.95.